

EMISIÓN DE AMONIACO DURANTE LOS PROCESOS DE COMPOSTAJE Y VERMICOMPOSTAJE: ASPECTOS PRÁCTICOS Y APLICADOS

AMMONIA EMISSION DURING COMPOSTING AND VERMICOMPOSTING PROCESSES: PRACTICAL AND APPLIED ASPECTS

Velasco-Velasco, J.^{1*}; Ferrera-Cerrato, R.²; Almaraz-Suárez, J.J.²; Parkinson, R.³

¹Colegio de Postgraduados *Campus* Córdoba, Carretera Córdoba-Veracruz km 348, Congregación Manuel León, Amatlán de los Reyes, Veracruz, México. C.P. 94946. ²Colegio de Postgraduados, *Campus* Montecillo, Carretera México-Texcoco km 36.5, Montecillo, Texcoco, Estado de México. México. C.P. 56230. ³School of Biological Sciences, University of Plymouth, Drake Circus, Plymouth. PL4 8AA. United Kingdom.

*Autor responsable: joel42ts@colpos.mx

RESUMEN

Compostaje y vermicompostaje son alternativas viables para el tratamiento y manejo de distintos desechos orgánicos provenientes de actividades agropecuarias y agroindustriales. No obstante, durante ambos procesos existe emisión de gases, algunos de efecto invernadero como el metano, óxido nitroso y bióxido de carbono, y otros como el amoníaco, el cual no es considerado como gas de efecto invernadero, pero es precursor del óxido nitroso. Se estima que la pérdida de N durante el proceso de compostaje va de 4 a 60% con respecto al N inicial y ocurre principalmente a través de volatilización de NH₃. Esto depende principalmente del método de compostaje y de los factores, tales como relación C:N, contenido de agua, aireación y pH. En el vermicompostaje se mencionan rangos de 8 a 15% de pérdidas por volatilización de amoníaco con respecto al nitrógeno total inicial.

Palabras clave: contaminación, volatilización, manejo de desechos.

ABSTRACT

Composting and vermicomposting are viable alternatives for the treatment and management of different organic wastes from agricultural/livestock and agroindustrial activities. However, during both processes there are gas emissions, some with greenhouse effect like methane, nitrous oxide, and carbon dioxide; and others like ammonia, which is not considered as a greenhouse gas, but is precursor of nitrous oxide. The loss of nitrogen (N) during the composting process is estimated to be from 4 % to 60 % with regards to the initial N through the volatilization of NH₃. This depends primarily on the composting method and on the carbon:nitrogen (C:N) relation, water content, aeration, and pH, while vermicomposting shows ranges of 8 % to 15 % of losses from ammonia volatilization with regards to total initial nitrogen.

Keywords: contamination, volatilization, waste management.

INTRODUCCIÓN

El compostaje es un proceso biológico donde los microorganismos degradan la materia orgánica, transformándola en materiales estables de alto interés agrícola como el compost. Durante este proceso se emiten dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), amoníaco (NH_3) y óxido nitroso (N_2O) en distintas proporciones, dependiendo de diversos factores. El CO_2 es el principal producto del metabolismo microbiano que degrada la materia orgánica y es un indicador muy utilizado por los investigadores para estudiar la estabilidad o madurez del compost (menor tasa de emisión representa menor actividad biológica y viceversa). Sin embargo, este CO_2 de origen biológico no es considerado como gas de efecto invernadero. El CH_4 se produce durante la degradación de la materia orgánica en ambientes de bajo contenido de oxígeno o anaerobiosis. Aunque el compostaje es un proceso aerobio, suele ser común que se generen zonas de anoxia en las pilas de compostaje, sobre todo en la parte más profunda de las pilas (hay poca difusión del oxígeno). Para el caso del N_2O , aunque se conocen varios procesos (e.g. desnitrificación) el principal responsable de la emisión del N_2O durante el compostaje es la nitrificación, es decir, la transformación del amonio disponible en los materiales orgánicos, o que es producto de la mineralización del nitrógeno orgánico a nitrato (un proceso muy importante que limita el potencial agronómico de las compostas obtenidas). El amoníaco es un compuesto nitrogenado gaseoso que se produce en mayores cantidades que el óxido nitroso durante el compostaje, esto debido a que los factores de este último, tales como aireación, pH alcalino y contenido de agua de alrededor de 60%, favorecen la emisión de NH_3 (Sánchez-Monedero *et al.*, 2010). La necesidad e importancia de difundir información sobre la volatilización de amoníaco en los procesos de compostaje y vermicompostaje obedece no solo al bajo aprovechamiento de compuestos nitrogenados durante estos procesos (que puede representar una vía importante de pérdida y emisión de nitrógeno a la atmósfera), sino también porque entender mejor los procesos en los que se pierde el nitrógeno y las estrategias y mecanismos para minimizar dichas pérdidas son puntos clave para hacer más eficiente el uso de este elemento durante dichos procesos y contribuir a la reducción de emisión de amoníaco provenientes de actividades agropecuarias. Se estima que se emite mayor cantidad de nitrógeno vía volatilización de amoníaco durante el compostaje, que en las emisiones de este mismo compuesto durante el vermicompostaje. Tam y Tiquia (1999) reportaron que del total de compuestos nitrogenados que se pierden durante el compostaje, 98% corresponde a volatilización de amoníaco (NH_3), mientras que el restante 2% es a través de óxido nitroso (N_2O) y nitrógeno molecular (N_2). El objetivo de este trabajo es dar a conocer la importancia del amoníaco y presentar datos actuales sobre su dinámica y efecto en la productividad de los sistemas agrícolas, y su contribución a la contaminación ambiental.

Emisión de amoníaco proveniente de actividades agropecuarias

La emisión de amoníaco a la atmósfera proviene principalmente de la agricultura y la ganadería. Para 2012 la plataforma de monitoreo e inventario de amoníaco en el Reino Unido registró que la agricultura contribuye con 82% de las emisiones de amoníaco a la atmósfera, mientras que 18% restante

es emitido por otras fuentes en ese país. En los Estados Unidos se menciona que la agricultura contribuye con 82%; de este total, la ganadería es responsable de 60% a 80% y el resto de la fertilización a cultivos (USEPA, 2005). En la ganadería las especies que contribuyen con mayor porcentaje son los bovinos, seguidos de cerdos, aves y otros animales. Misselbrook *et al.* (2005) mencionan que del total de nitrógeno consumido por el ganado lechero, solo un tercio es aprovechado a través de la leche y dos tercios de N son excretados como estiércol y orina. Una de las principales formas de nitrógeno gaseoso producido por los estiércoles es el amoníaco (NH_3), el cual afecta no solo desde la perspectiva de productividad de los sistemas de explotación pecuarios, sino también desde una perspectiva ambiental, ya que los compuestos nitrogenados, como el amoníaco, son depositados nuevamente en el suelo, en un radio de 100 km a la redonda de donde se originan. Durante el compostaje y vermicompostaje las cantidades de nitrógeno emitidas a la atmósfera vía volatilización de amoníaco son minúsculas, sin embargo, es esencial mejorar estos procesos ya que constituyen una alternativa para el manejo de estiércoles y de esta forma reducir emisiones de este gas mediante su manejo a través de compostaje y vermicompostaje.

Definición de compostaje y vermicompostaje

Tradicionalmente, el compostaje es un proceso termofílico para estabilizar biológicamente materiales orgánicos. Se acelera su descomposición mediante la mezcla, el apilado y la manipulación de los factores, tales como contenido de agua, pH, temperatura y relación carbono

nitrógeno de los materiales. Al final de 90 días se obtiene un material, diferente a los iniciales, de color oscuro, friable, biológicamente estable y sin olor desagradable. Los contenidos nutrimentales pueden contribuir al mejoramiento de los suelos y nutrición de las plantas (Brady y Weil, 2002). El vermicompostaje es un proceso en el cual el material orgánico es fragmentado a partículas más finas por acción de lombrices (*Eisenia fetida*, *Eisenia andrei* y *Dendrobaena veneta*) de hábitos alimenticios de materia orgánica (Edwards y Bate, 1992). Mediante el control de ciertos factores como temperatura, contenido de agua, pH y relación carbono:nitrógeno (C:N), la tasa de descomposición de este proceso se puede acelerar de manera significativa y así obtener un material de mayor calidad y en menor tiempo. En el Cuadro 1 se pueden observar los rangos óptimos para un adecuado proceso de compostaje y vermicompostaje.

Durante el proceso de compostaje, el material requiere de volteos frecuentes con la finalidad de mantener el contenido de aire suficiente para un óptimo crecimiento de los microorganismos aerobios. Esta actividad involucra equipo pesado y caro, dependiendo de los volúmenes de las pilas de compostaje, además de que las lombrices requieren de condiciones aerobias para su desarrollo, de esta forma; ligar ambos procesos: compostaje y vermicompostaje, puede ser una alternativa para descomponer los materiales orgánicos y reducir el uso de maquinaria y equipo pesado y caro durante el compostaje. Es claro que esto se podría realizar dependiendo de los volúmenes de los materiales orgánicos en manejo. A pesar de las ventajas del vermicompostaje, la mayor desventaja es la temperatura ($<35^{\circ}\text{C}$), a la cual se deben mantener las pilas de material para no afectar a la lombriz, lo que limita el manejo de grandes volúmenes de residuos orgánicos y se corre el riesgo de una inadecuada sanidad de los materiales. Sin embargo, durante el compostaje las temperaturas generalmente sobrepasan 45°C durante más de cinco días, con lo cual se asegura la eliminación de agentes patógenos de los materiales de acuerdo con regulaciones propuestas por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA,

por sus siglas en inglés) para un óptimo compostaje. Esta normativa considera como inocua una composta cuando esta ha alcanzado temperaturas de 45°C por al menos cinco días durante la etapa termofílica o, en su caso, 60°C durante tres días.

Combinación del compostaje y vermicompostaje para acelerar descomposición

Con la finalidad de lograr exitosamente la completa sanidad de los materiales se sugiere una combinación de ambos procesos (compostaje y vermicompostaje) (Frederickson et al., 1997). La máxima eficiencia durante el vermicompostaje puede asegurarse si se establece una etapa de pre-compostaje o compostaje en un corto tiempo. Este periodo podría depender de los materiales en tratamiento (90 a 120 días). Con este tiempo se estaría asegurando que todo el material pase por una etapa plena de sanitización. De acuerdo con Ndegwa y Thompson (2001), el precompostaje seguido de vermicompostaje eliminó la totalidad de patógenos y resultó

mejor que el vermicompostaje seguido del compostaje. Velasco-Velasco et al. (2004) reportaron reducción total de poblaciones de coliformes después de 100 días de terminados ambos procesos.

Cuadro 1. Rangos de factores recomendados para los procesos de compostaje y vermicompostaje.

Característica	Rangos recomendados para una óptima actividad	
	Compostaje	Vermicompostaje
pH	6.5 - 8.0	5.5 - 8.0
Contenido de agua (%)	50 - 65	70 - 80
Relación C:N	20 - 30:1	20 - 30:1
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	45 - 80	20 - 30

Fuente: (Edwards y Bate, 1992; Rynk et al., 1992).

Factores clave que intervienen en la volatilización de amoníaco

Los factores clave que intervienen en la emisión de amoníaco durante el compostaje son: contenido de nitrógeno amoniacal (NH_3 y NH_4 en solución), pH, temperatura, contenido de agua en el material, tasa de aireación y relación C:N (Tiquia y Tam, 2000; Van der Stelt et al., 2007).

Contenido de agua en el material: El contenido de agua varía ligeramente; dependiendo del material orgánico, de manera general, se recomienda entre 60% y 70%. Al exceder este porcentaje, el O_2 es desplazado y el proceso se vuelve anaeróbico (Bernal et al., 2009). En el caso del vermicompostaje uno de los factores que influye fuertemente en la supervivencia y reproducción de la lombriz es el contenido de agua en el sustrato, el cual debe ser de aproximadamente 80%.

Contenido de nitrógeno amoniacal en la pila de compostaje y vermicompostaje (NH_3 y NH_4 en solución). El equilibrio $\text{NH}_3 \rightleftharpoons \text{NH}_4^+$ en la pila de compostaje es afectado por el pH y la temperatura (Szántó *et al.*, 2007). Los aditivos para amortiguar pH durante el compostaje puede ser una alternativa para minimizar las emisiones de amoníaco (Kuroda *et al.*, 2004; Liang *et al.*, 2004). Sin embargo, en la práctica es complicado regular el pH en las pilas de compostaje, por lo que la mezcla de varios residuos es la práctica más recomendada y utilizada para amortiguar el pH de los materiales.

Temperatura. La temperatura afecta directamente la emisión de amoníaco (Pagans *et al.*, 2006), aunque es recomendable mantener una temperatura $>45^\circ\text{C}$ durante cinco días para eliminar poblaciones de patógenos de manera efectiva. Las condiciones recomendables oscilan entre los 40°C y 65°C , siendo 55°C y 60°C un rango preferible (Rynk *et al.*, 1988). Durante el compostaje, el efecto de las prácticas de manejo, tales como adición de materiales carbonados como pajas de cereales, aireación y humedad en condiciones de campo, deben ser manejadas cuidadosamente para evitar altas pérdidas de compuestos nitrogenados vía emisión de amoníaco. Cuando se combina el compostaje con el vermicompostaje es importante acortar el tiempo de compostaje termofílico al máximo y promover la colonización temprana de lombrices para acelerar el proceso de descomposición de los materiales.

Aireación. A mayor aireación de las pilas de compostaje, mayor es la pérdida de N por emisión de amoníaco (Parkinson *et al.*, 2004; Szántó

et al., 2007). El tamaño recomendable de la partícula es de 1-5 cm de largo y menor a 0.5 cm de diámetro. El tamaño de los residuos orgánicos tiene influencia en el proceso de compostaje y vermicompostaje, pues al reducir el tamaño de los materiales se acelera el proceso, permitiendo mayor área superficial para los microorganismos. Incluso, el NH_3 puede variar su tasa de volatilización dependiendo de la composición química y estructura física de la pila de estiércol (Velasco-Velasco *et al.*, 2011).

Relación C:N. Esta relación juega un papel clave en la reducción de la volatilización de amoníaco. Se asume que los microorganismos requieren de 15 a 30 partes de C por cada parte de N. En la práctica se recomienda una relación C:N de entre 15 a 30:1. Al reducir la relación C:N se genera un exceso de nitrógeno disponible y, por lo tanto, mayor pérdida vía emisión de amoníaco (Pagans *et al.*, 2006). Por tanto, la adición de materiales ricos en carbono para incrementar la relación C:N ha sido propuesta para fijar N en materiales como estiércol que presentan relaciones C:N menores a 15:1. Velasco-Velasco *et al.* (2011) emplearon una relación C:N de 20:1 y 26:1, utilizando paja de trigo y estiércol ovino, y encontraron que la relación 26:1 presentó menor emisión de amoníaco dentro de los primeros 15 días del proceso de compostaje comparado con el tratamiento, cuya relación C:N fue de 20:1.

Métodos para medir emisión de amoníaco

De acuerdo con Sommer *et al.* (2004), los métodos usados para cuantificar la emisión de amoníaco en las pilas de compostaje pueden

ser divididos en tres tipos principales: métodos de cámaras, medición en superficie y métodos micro-meteorológicos. De todos ellos, la cámara dinámica es la técnica más recomendable, y consiste en un túnel móvil de ventilación (puede ser micro-túnel de polietileno con una entrada y salida de aire controlado). Otros métodos para cuantificar emisión de amoníaco son las mediciones en superficie y los métodos micro-meteorológicos; sin embargo, presentan algunas desventajas como alta demanda de mano de obra y baja precisión en los resultados comparados con cámaras dinámicas (Sommer *et al.*, 2004).

Técnica de cámaras

Los métodos en cámara pueden ser divididos en cámaras estáticas o sistemas cerrados, donde la concentración de gas es monitoreada a través de un pequeño orificio. La cámara dinámica o sistema abierto es donde se genera un flujo de aire constante y éste pasa a través de la cámara. En general, los métodos en cámara han sido útiles y confiables para medir N_2O y CH_4 de superficies en campo y han sido útiles para medir N_2O , CH_4 y CO_2 durante el compostaje y en pilas estáticas de estiércol (Sommer *et al.*, 2004). Estas técnicas operan midiendo la concentración de amoníaco en el flujo de aire. Los flujos de aire de la atmósfera de la superficie de las cámaras estáticas y dinámicas son calculados usando las ecuaciones 1 y 2 respectivamente.

$$F_x = (v/a)(dX_g/dt) \quad (1)$$

$$F_x = v(X_g - X_b)/at \quad (2)$$

Donde v es el volumen del espacio libre en la cámara (ecuación 1)

o el flujo de aire (ecuación 2), a es el área de superficie cubierta, X es la concentración de gas (el subíndice g denota la concentración dentro de la cámara y b denota la concentración del exterior, y t es el tiempo de exposición.

Las técnicas en cámaras tienen la ventaja de ser sensibles a flujos relativamente pequeños y mecánicamente simples para operar. Denmead (1994) mostró que las técnicas en cámaras pueden ser dos veces más sensibles para medir el metano y óxido nitroso en las atmósferas de superficie comparado con los métodos micrometeorológicos. De ahí que las técnicas de cámaras tienen algunas desventajas; por ejemplo, el microclima que se genera dentro de la cámara no corresponde exactamente a las condiciones del exterior. Además, la temperatura y el contenido de agua de la superficie pueden incrementarse dentro de la cámara en relación con las mismas condiciones fuera de la cámara, razón por la que se pueden cometer errores con las mediciones en cámaras cuando se lleva a cabo la extrapolación a áreas más extensas. El desarrollo de cámaras fue hecho por Lockyer (1984), quien construyó un "túnel de aire miniatura" para estimar la volatilización de NH_3 en campo. Esta técnica fue modificada para medir emisión de NH_3 en pilas de estiércol almacenado (Chadwick, 2005) y en pilas de compostaje (Parkinson *et al.*, 2004). Una de las ventajas de esta técnica es que el flujo de aire que pasa a través de la cámara puede ser ajustada para simular la velocidad de aire ambiental y obtener resultados más cercanos a la realidad (Figura 1).



Figura 1. Cámara dinámica para medir emisión de amoníaco en pilas de compostaje. Rothamsted research, North Wyke, Okehampton, Devon, Reino Unido. Fuente: Velasco-Velasco *et al.* (2011).

El desarrollo de cámaras fue hecho por Lockyer (1984), quien construyó un "túnel de aire miniatura" para estimar la volatilización de NH_3 en campo. Esta técnica fue modificada para medir emisión de NH_3 en pilas de estiércol almacenado (Chadwick, 2005) y en pilas de compostaje (Parkinson *et al.*, 2004). Una de las ventajas de esta técnica es que el flujo de aire que pasa a través de la cámara puede ser ajustada para simular la velocidad de aire ambiental y obtener resultados más cercanos a la realidad (Figura 1).

Pérdidas de nitrógeno vía volatilización de amoníaco (NH_3)

En países tropicales y subtropicales, como México, el vermicompostaje ha sido una tecnología útil para el ma-

nejo de residuos orgánicos y el reciclaje de nutrientes. De hecho, un número considerable de productores agrícolas, cuyo objetivo es reducir el uso de insumos fertilizantes de síntesis química, han implementado el vermicompostaje como un método eficiente para el manejo de estiércol y mejorar el reciclaje de nutrientes en sus sistemas de producción. En el vermicompostaje no solo el producto final como vermicompost para retornarlo al suelo es importante, sino que también las lombrices son una gran fuente de proteína para alimentar peces y aves (Santamaria-Romero *et al.*, 2001; Velasco-Velasco *et al.*, 2004). Así, el vermicompostaje ha adquirido mayor importancia como método para manejar residuos orgánicos, calidad y estabilidad del producto final, debido a

que el vermicompost es un material fino, friable, estructura granular y fácil de manipular y, además, aporta una extensa gama de nutrientes a las plantas. El compostaje puede afectar directamente las transformaciones de N durante el proceso de mineralización a través de la volatilización de amoníaco, nitrificación y desnitrificación y, de forma indirecta, el contenido de N en el producto final y,

por tanto, su calidad en términos fertilizantes (De Guardia *et al.*, 2008). Szántó *et al.* (2007) reportaron rangos de pérdida de N de entre 4% y 60% para nitrógeno total, mientras que para amoníaco menciona rangos de 3% a 75 % de pérdida con respecto al nitrógeno amoniacal inicial, atribuido a la volatilización de amoníaco como la principal forma de pérdida. Hasta la fecha, el estudio de los mecanismos para reducir las pérdidas de nitrógeno vía emisión de amoníaco durante el compostaje y el vermicompostaje es una excelente área de oportunidad para los investigadores. De esta forma se estaría contribuyendo con información que ayudará a utilizar más eficientemente el uso de nitrógeno y contribuirá a la reducción de la contaminación por compuestos nitrogenados en áreas de deposición de dichos compuestos.

En la evaluación realizada a plantas de compostaje de residuos sólidos urbanos (RSU) se determinaron bajas concentraciones de amoníaco y no se detectó sulfuro de hidrógeno en ninguno de los sitios evaluados (Prieto, 2008). Sánchez-Monedero *et al.* (2010) observaron que durante el compostaje del subproducto del aceite de oliva la tasa de emisión de CO₂ fue similar a todas las pilas con independencia de su naturaleza, lo cual se relaciona directamente con la tasa de degradación de la materia orgánica, no siendo así para el caso de CH₄ y del N₂O que dependieron significativamente de la naturaleza de los residuos orgánicos mezclados con el subproducto del aceite de oliva.

El compostaje y la emisión de amoníaco

La pérdida de N gaseoso durante el proceso de compostaje es muy variable, ya que se afecta directamente la transformación de N durante la mineralización, volatilización de NH₃, nitrificación y desnitrificación. Efectos indirectos incluyen el contenido de nitrógeno en el producto final y, por tanto, su eficacia como fertilizante orgánico (Liang *et al.*, 2006). Investigaciones previas han reportado rangos de pérdida de N y emisión de NH₃ durante el proceso de descomposición aeróbico del estiércol. Por ejemplo, Szántó *et al.* (2007) reportan rangos de pérdida de N total de 4% a 60% y de 3% a 75% de nitrógeno inicial, como emisión de NH₃, principalmente. La cantidad de emisión de amoníaco durante el proceso de compostaje confirma que la volatilización de NH₃ ocurre dentro de las primeras tres semanas del proceso de

compostaje (Velasco-Velasco *et al.*, 2011). La emisión de amoníaco es de aproximadamente 98% del nitrógeno perdido en forma gaseosa durante el compostaje; el 2% remanente está emitido como N₂O y N₂ (Beck-Friis *et al.*, 2001). El Cuadro 2 muestra el acumulado de emisión de amoníaco durante un periodo de 28 días para el compostaje y 45 días de vermicompostaje, comparado con el contenido total inicial de la proporción de estiércol.

Durante el vermicompostaje, a 22 °C y humedad de 70%, el sustrato fue favorecido en la volatilización de NH₃, tanto que esta última fue mayor en el proceso de compostaje que en vermicompostaje. Esto es probablemente porque durante este el contenido de agua cambió y la aireación en el material disminuyó. Otra posibilidad podría ser la disminución de temperatura por la adición de paja.

Estrategias y prácticas de manejo en el compostaje para reducir emisión de amoníaco

La dinámica del nitrógeno durante el compostaje se encuentra bien documentada. La transferencia del conocimiento generado de laboratorio y plantas piloto a condiciones de campo sigue siendo un desafío para los investigadores. Algunas estrategias de manejo, tales como regular la relación C:N en el sustrato, controlando la temperatura, el pH por medio de aditivos químicos, así como controlando la población microbiana durante el proceso de compostaje, pueden resultar determinantes para la aplicación de estos conocimientos, aunque algunas de ellas implican costos excesivos y, a la fecha, la estrategia más empleada ha sido el control de la relación C:N.

CONCLUSIÓN

La emisión de amoníaco durante el compostaje se calcula entre 45% y 56% con respecto al nitrógeno total inicial; mientras que en el vermicompostaje los porcentajes se reducen a un rango de entre 8% y 15%. Comparados con los de otras actividades como la ganadería, se pueden considerar bajos.

Cuadro 2. Acumulación de emisión de amoníaco en el proceso de compostaje y vermicompostaje.				
Tratamiento	Contenido de agua (%)	N total inicial (kg t ⁻¹ de materia seca)	Emisión de N-NH ₃ (kg t ⁻¹ de materia seca)	N total inicial(%)
Compostaje				
CN20	73	20.2	11.5	56.8
CN26	68	16.4	7.5	45.7
Vermicompostaje				
CN20T15M70		27.5	2.5	9.1
CN26T15M70		24.4	1.9	7.8
CN20T22M70		27.5	4.3	15.6
CN26T22M70		24.4	2.6	10.7
CN20T15M80		27.5	2.4	8.7
CN26T15M80		24.4	2.5	10.2
CN20T22M80		27.5	2.4	8.7
CN26T22M80		24.4	2.4	9.8

CN indica 20 y 26:1 de relación C:N; T indica 15 °C - 22 °C; M indica 70% y 80% de contenido de agua. Fuente: Velasco-Velasco *et al.* (2011).

Especial atención requiere la emisión de amoníaco en explotaciones de ganado bovino, porcino y aviar, las cuales son las que contribuyen de manera considerable a la volatilización de amoníaco y, en consecuencia, la deposición seca y húmeda de este compuesto en áreas de vegetación nativa y cuerpos de agua, así como sus consecuencias de acidificación de suelos y eutrofización.

LITERATURA CITADA

- Beck-Friis B., Smars s., Jonsson H., Kirchmann H. 2001. Gaseous emission of carbon dioxide, ammonia, and nitrous oxide from organic household waste in a compost reactor under different temperature regimes. *Journal of Agricultural Engineering Research*. 78:423-430.
- Bernal M., Alburquerque J., Moral R. 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology*. 100:5444-5453.
- Brady N.C., Weil R.R. 2002. The Nature and properties of soils. Prentice Hall, New Jersey.
- Chadwick D.R. 2005. Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane from cattle manure heaps: effects of compaction and covering. *Atmospheric Environment*. 39:787-799.
- De Guardia A., Petiot C., Rogeau D., Druilhe C. 2008. Influence of aeration rate on nitrogen dynamics during composting. *Waste Management*. 28:575-587.
- Denmead O.T. 1994. Measuring the fluxes of CH₄ and N₂O between agricultural systems and the atmosphere. In: CH₄ and N₂O: Global Emissions and Control from Rice Fields and Other Agricultural and Industrial Sources. K. Minami, A.R. Mosier, and R. Sass, editors. NIASES. 209-234.
- Edwards C.A., Bate J.E. 1992. The Use of Earthworms in Environmental Management. *Soil Biology and Biochemistry*. 24:1683-1689.
- Frederickson J., Butt K.R., Morris R.M., Daniel C. 1997. Combining vermiculture with traditional green waste composting systems. *Soil Biology and Biochemistry*. 29:725-730.
- Kuroda K., Hanajima D., Fukumoto Y., Suzuki K., Kawamoto S., Shima J., Haga K. 2004. Isolation of thermophilic ammonium-tolerant bacterium and its application to reduce ammonia emission during composting of animal wastes. *Bioscience Biotechnology and Biochemistry*. 68:286-292.
- Liang Y., Leonard J.J., Feddes J.J., McGill W.B. 2004. A simulation model of ammonia volatilization in composting. *Transactions of the ASAE*. 47:1667-1680.
- Liang Y., Leonard J.J., Feddes J.J.R., McGill W.B. 2006. Influence of carbon and buffer amendment on ammonia volatilization in composting. *Bioresource Technology*. 97:748-761.
- Lockyer D.R. 1984. A system for the measurement in the field of losses of ammonia through volatilization. *Journal of the Science of Food and Agriculture*. 35:837-848.
- Misselbrook T.H., Powell J.M., Broderick G.A., Grabber J.H. 2005. Dietary Manipulation in Dairy Cattle: Laboratory Experiments to Assess the Influence on Ammonia Emissions. *Journal of Dairy Science*. 88:1765-1777.
- Ndegwa P.M., Thompson S.A. 2001. Integrating composting and vermicomposting in the treatment and bioconversion of biosolids. *Bioresource Technology*. 76:107-112.
- Pagans E., Barrena E., Font X., Sánchez A. 2006. Ammonia emissions from the composting of different organic wastes. Dependency on process temperature. *Chemosphere*. 62:1534-1542.
- Parkinson R., Gibbs P., Burchett S., Misselbrook T. 2004. Effect of turning regime and seasonal weather conditions on nitrogen and phosphorus losses during aerobic composting of cattle manure. *Bioresource Technology*. 91:171-178.
- Prieto R.R. 2008. Evaluación de contaminantes químicos en plantas de recuperación y tratamiento de residuos sólidos urbanos. In: Higiene Industrial. Vol. Prevención de riesgos laborales. Sociedad de Prevención de FREMAP, Sevilla, España.
- Rynk R., Van de Kamp M., Wilson G.G., Singley M.E., Richard J.J., Hoitink H.A.J., Brinton W.F. 1988. In: On farm composting handbook. Rynk, R. (ed). Northeast Regional Agricultural Engineering Service. Cooperative extension. Ithaca, New.
- Sánchez-Monedero M., Serramiá N., Civantos C., Fernández-Hernández A., Roig A. 2010. Greenhouse gas emissions during composting of two-phase olive mill wastes with different agroindustrial by-products. *Chemosphere*. 81:18-25.
- Santamaria-Romero S., Ferrera-Cerrato R., Almaraz-Suarez J.J., Galvis-Spinola A., Barois-Boullard I. 2001. Dynamics and relationships among microorganisms, C-organic and N-total during composting and vermicomposting. *Agrociencia*. 35:377-384.
- Sommer S.G., McGinn S.M., Hao X., Larney F.F. 2004. Techniques for measuring gas emissions from a composting stockpile of cattle manure. *Atmospheric Environment*. 38:4643-4652.
- Szántó G.L., Hamelers H.V.M., Rulkens W.H., Veeken A.H.M. 2007. NH₄, N₂O and CH₄ emissions during passively aerated composting of straw-rich pig manure. *Bioresource Technology*. 98:2659-2670.
- Tam N.F.Y., Tiquia S.M. 1999. Nitrogen transformation during co-composting of spent pig manure, sawdust litter and sludge under forced-aerated system. *Environmental Technology*. 20:259-267.
- Tiquia S.M., Tam N.F.Y. 2000. Fate of nitrogen during composting of chicken litter. *Environmental Pollution*. 110:535-541.
- USEPA. 2005. National emissions inventory, <http://www.epa.gov/ttn/chief/net2002inventory.html>, United States Environmental Protection Agency, Washington D.C.
- Van der Stelt B., Temminghoff E.J.M., Van Vliet P.C.J., Van Riemsdijk W.H. 2007. Volatilization of ammonia from manure as affected by manure additives, temperature and mixing. *Bioresource Technology*. 98:3449-3455.
- Velasco-Velasco J., Figueroa-Sandoval B., Ferrera-Cerrato R., Trinidad-Santos A., Gallegos-Sánchez J. 2004. CO₂ and Microbial Population Dynamics in Manure and Straw Compost under Aeration. *Terra Latinoamericana*. 22:307-316.
- Velasco-Velasco J., Parkinson R., Kuri V. 2011. Ammonia emissions during vermicomposting of sheep manure. *Bioresource Technology*. 102:10959-10964.